

# Importancia de las aves rapaces en la dieta del búho real (*Bubo bubo* L., 1758) en el centro de la península ibérica\*

## Importance of raptors in the diet of eagle owl (*Bubo bubo* L., 1758) in the center of the Iberian Peninsula

Virginia Zarco<sup>1</sup>, Carlos Talabante<sup>2</sup> y José Luis Viejo<sup>1</sup>

1. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.

2. Departamento de Ciencias de la Vida, Facultad de Ciencias, Universidad de Alcalá.

v.zarcoand@gmail.com

Recibido: 26 de octubre de 2015. Aceptado: 15 de enero de 2016.

Publicado en formato electrónico: 19 de enero de 2016.

**PALABRAS CLAVE:** Búho real, *Bubo bubo*, Dieta, península ibérica, Madrid

**KEY WORDS:** Eagle-owl, *Bubo bubo*, Diet, Iberian Peninsula, Madrid

### RESUMEN

El búho real, *Bubo bubo* (LINNAEUS, 1758) se considera un generalista trófico aunque puede especializarse en consumir aquellas presas que sean más abundantes. En ocasiones puede incluir otras rapaces en su dieta, habiendo una preocupación cada vez mayor sobre cómo podría afectar a las especies protegidas. El objetivo del estudio es conocer la presencia de rapaces en la dieta de búho real en el centro de la península ibérica. Para ello, se tomaron muestras de egagrópilas y otros restos de presas en diferentes localidades de la provincia de Madrid. La presa más frecuente fue el conejo (60,08% de las capturas y 90,23% de la biomasa ingerida), mientras que la incidencia de las rapaces en la dieta se caracteriza por ser prácticamente irrelevante (1,84% de las capturas y 1,16% de la biomasa), como se ha documentado en otros estudios. A pesar de haber rapaces disponibles, la alta frecuencia y biomasa aportada por el conejo sugiere que es su presa principal, de forma que la presión por parte del búho real sobre otras rapaces se podría considerar leve y sólo será más importante en aquellas zonas donde la abundancia de rapaces sea alta o donde falte su presa principal.

### ABSTRACT

The Eagle-owl *Bubo bubo* is considered a trophic generalist, although it can consume those preys that are more abundant. Sometimes it can include other raptors in its diet, having one growing concern, on how it could affect these protected species. While the diet of Eagle-owl has been extensively studied, few works addressed these interactions among predators. It has been speculated that it may be a matter of competition. Eliminating the potential competitors would provide greater availability to its main prey, the European rabbit *Oryctolagus cuniculus*. The objective of the study is to know the presence of raptors in the diet of Eagle-owls in the central Iberian Peninsula. In this area the rabbit is not a limiting factor in the eagle-owl diet. We collected samples of pellets and other remnants of prey in different localities of Madrid. An analysis of prey number and biomass consumed was subsequently made. For the identification of the remains of food, was consulted specific bibliography and scientific reference collection of the species present in the study area. Some 1,250 prey remains were analyzed and about 51 species different prey were identified. The most frequent prey was the rabbit (60.08% of catches and 90.23% of the biomass consumed). On the other hand the presence of birds of prey in the diet was almost irrelevant (1.84% of catches and 1.16% of biomass). Despite having birds of prey available, high frequency and biomass contributed by the rabbit suggests that it is their main prey. So, the Eagle-owl from other raptors consumption, could be considered mild and only will be more important in those areas where the abundance of raptors is high or where is missing its main prey. The main conclusions derived from this study are as follows:

1) Eagle-owl has a very wide food-spectrum. It is a generalist predator of medium and small-sized prey, although it can specialize in certain species more frequents, 2) Rabbits are the most important prey in the study area, 3) Pigeons and rodents assume an important contribution of diet to the owl in the study area. The presence of agricultural-lands and urban areas favors the presence of large populations of these animals, 4) Raptors are not an important contribution in the Eagle-owl diet, nor quantitatively or based on the biomass, 5) The importance of raptors in the Eagle-owl diet is similar than the documented for other Mediterranean regions. In the study area the rabbit is not a limiting factor in the Eagle-owl diet.

\* Presentado en la XXI Bienal RSEHN, Burgos 2015.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las rapaces ocupan altos niveles tróficos en los ecosistemas, y por lo tanto, pueden regular la presencia de otras especies (MIKKOLA, 1976; LOURENÇO, 2006; LOURENÇO *et al.*, 2011; BLANCO-AGUILAR *et al.*, 2012). Además, cuando su presa principal escasea o falta, pueden consumir otras especies alternativas, algunas de las cuales son depredadores superiores. Es en este caso cuando se produce superdepredación o depredación intragremial (LOURENÇO *et al.*, 2011). La principal diferencia entre ambos términos es que superdepredación se refiere a relaciones de consumo entre grandes depredadores, mientras que la depredación intragremial no asume necesariamente un consumo del depredador, si no que pueden matarse por competencia (POLIS *et al.*, 1989). Ambas interacciones parecen estar ampliamente extendidas entre las rapaces, como demuestra la revisión realizada por LOURENÇO *et al.* (2011), en la que estudiaron la frecuencia de mesodepredadores, entendidos como depredadores de tamaño, en la dieta de cuatro grandes rapaces: azor común (*Accipiter gentilis*), águila real (*Aquila chrysaetos*), águila perdicera (*Aquila fasciata*) y búho real (*Bubo bubo*). Sólo 7 de los 116 estudios analizados no contenían ningún mesodepredador en la dieta de estas rapaces, siendo además el águila real y el búho real las rapaces que más mesodepredadores incluían, constituyendo el 7,5% y 6,0%, respectivamente, de la biomasa total consumida.

Pero a pesar de la frecuencia de otros depredadores en la dieta de las rapaces, no se trata de un importante recurso energético, ya que el tiempo y la energía necesaria para la captura de otro depredador y el riesgo que esta captura supone, puede ser mayor que el aporte energético obtenido. Así pues esta interacción parece estar más relacionada con la diversificación de la dieta, cuando la presa principal disminuye, o para evitar una posible competencia por los recursos, cuando uno de los depredadores es muy abundante o es más eficaz en la captura de la presa compartida (KIMBRELL *et al.*, 2007; LOURENÇO *et al.*, 2011).

Nuestro estudio se ha centrado en el búho real. Esta especie presenta una dieta muy diversificada, en la cual están incluidas en mayor o menor medida diversas especies de mesodepredadores (MIKKOLA, 1976; ROHNER & DOYLE, 1992; TELLA & MAÑOSA, 1993; SERRANO, 2000; FABRIZIO *et al.*, 2003; LOURENÇO, 2006; PENTERIANI *et al.*, 2008; LOURENÇO *et al.*, 2011) y como carnívoro, esta especie también tiene interacciones de depredación intragremio (LOURENÇO *et al.*, 2011). A pesar de que su régimen alimenticio ha sido muy estudiado (HERRERA & HIRALDO, 1976; PÉREZ-MELLADO, 1980; DONÁZAR, 1988; 1989; SERRANO, 1998; 2000; PENTERIANI, 2002; PENTERIANI *et al.*, 2005; LOURENÇO, 2006; PENTERIANI *et al.*, 2008; MIKKOLA & TOMBERG, 2014), son escasos los trabajos que han abordado estas interacciones entre depredadores (MIKKOLA, 1976; ROHNER & DOYLE, 1992; TELLA & MAÑOSA, 1993; SERRANO,

2000; FABRIZIO *et al.*, 2003; LOURENÇO *et al.*, 2011). Sin embargo, la frecuencia en la dieta del búho real de otros depredadores, tales como rapaces o medianos y pequeños carnívoros, ha sido citada frecuentemente en la bibliografía (MIKKOLA, 1976; PÉREZ-MELLADO, 1980; DONÁZAR, 1989; ROHNER & DOYLE, 1992; TELLA & MAÑOSA, 1993; SERRANO, 1998; 2000; MARTÍNEZ & ZUBEROGOITIA, 2001; MARCHESI *et al.*, 2002; FABRIZIO *et al.*, 2003; LOURENÇO, 2006; KÖNIG & WEICK, 2008; PENTERIANI *et al.*, 2008; PENTERIANI & DELGADO, 2010; LOURENÇO *et al.*, 2011). Se ha especulado que se puede tratar de una cuestión de competencia, donde eliminar al posible competidor proporcione una mayor disponibilidad de su presa principal, en este caso el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (PENTERIANI & DELGADO, 2010; LOURENÇO *et al.*, 2011). Estos estudios tienen un aspecto en común y es la hipótesis de que el estrés alimenticio es el causante de estas interacciones. Así, la disminución de su presa principal, el conejo, por enfermedades como la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica (PÉREZ-MELLADO, 1980; VILLAFUERTE *et al.*, 1995; BLANCO, 1998; SERRANO, 2000; MARTÍNEZ & ZUBERIGOITIA, 2001; CALVETE, 2006; DELIBES-MATEOS *et al.*, 2008; 2009; ALDA *et al.*, 2010; DELIBES-MATEOS *et al.*, 2014), es lo que ha llevado a pensar a diversos autores que el búho real ha aumentado las interacciones de depredación intragremio sobre otros depredadores, principalmente rapaces, algunas de las cuales amenazadas (LOURENÇO *et al.*, 2011).

Todo ello nos hace pensar que un estudio en zonas donde el conejo no sea un factor limitante, es decir, donde domine su hábitat óptimo (BLANCO, 1998), como es el caso de nuestra zona de estudio (provincia de Madrid), y mantenga altas densidades, aportaría información útil para comprobar si realmente estas interacciones son un caso de depredación intragremio por competencia. Además, en la zona de estudio se ha documentado la presión del búho real hacia especies de aves rapaces amenazadas como el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) (HEREDIA, 1997; DEL MORAL *et al.*, 2002; GAINZARAIN *et al.*, 2002) o el milano negro (*Milvus migrans*), este último en declive en algunas zonas de la región (MADROÑO *et al.*, 2004). Por ello, este trabajo se presenta como una oportunidad de conocer el efecto real de la presión del búho real sobre la comunidad de aves rapaces y pequeños y medianos carnívoros de una región del centro peninsular, en la que su presa principal, el conejo, no supone un factor limitante en su dieta.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Zona de estudio

El estudio se ha centrado en el centro peninsular, en la provincia de Madrid. Se han muestreado las cuencas de los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Tajuña, considerándose los municipios de Getafe, Rivas-Vaciamadrid, San

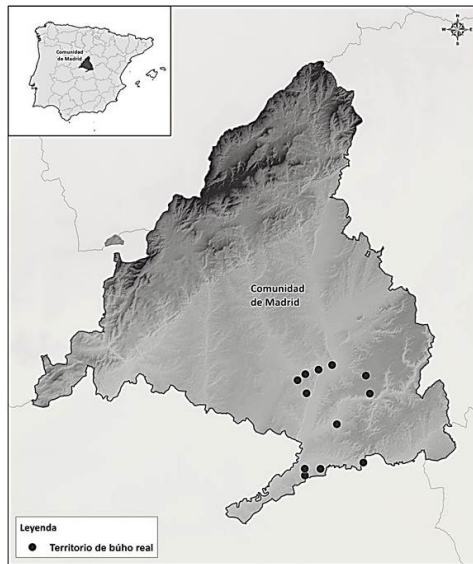


Figura 1. Área de estudio con los puntos de muestreo.  
— Study area with sample point.

Martín de la Vega, Aranjuez, Perales de Tajuña, Campo Real, Chinchón, Arganda del Rey y Colmenar de Oreja (Fig. 1).

La zona de estudio se sitúa entre los 400 m de altitud en el valle del Tajo (Aranjuez) y alrededor de los 650 m en las cotas más elevadas de Rivas-Vaciamadrid. Esto implica que quede enmarcada dentro de la región bioclimática mesomediterránea, lo que coincide con el máximo de presencia de búho real en la península ibérica (MARTÍ & DEL MORAL, 2003).

La región estudiada de Madrid se caracteriza por ser un mosaico de terrenos aluviales, con vegas en cultivo y sotos ripícolas de diversa entidad. También aparecen terrenos más accidentados, como cantiles yesíferos o cerros calizos en los que dominan las zonas rocosas. En todos los casos, la vegetación de la zona se compone principalmente de pinares de repoblación de *Pinus halepensis* y de matorral de *Salsola vermiculata* y *Stipa tennacisima* en las áreas más despejadas y soleadas. Las localidades de Aranjuez, Campo Real y Perales de Tajuña cuentan con formaciones de *Quercus coccifera* y *Quercus rotundifolia* de las series *Daphno gnidii-Quercetum cocciferae* y *Asparago acutifolii-Quercetum rotundifoliae*, además de sotos y jardines históricos en Aranjuez (PEINADO *et al.*, 2008).

## 2.2. Análisis de la dieta

Para la recogida de muestras se visitaron aquellas localidades con territorios de búho real conocidos previamente por los autores. Éstos se localizaron mediante censos nocturnos realizados entre 2008 y 2015. Todas ellas fueron visitadas al

menos una vez en cada estación del año para evitar sesgos asociados con las variaciones estacionales (DONÁZAR, 1989). Se trabajó con egagrópilas y otros restos resultantes de la alimentación, como desplumaderos u otros restos de presas (MARCHESI *et al.*, 2002). Todos ellos fueron localizados en posaderos habituales de la especie, como árboles caídos, rocas o tendidos eléctricos. Estos puntos se habían definido como tales, al ver al búho posado en los mismos o al observar egagrópilas junto a ellos.

Los restos encontrados en los muestreos se analizaron siguiendo la metodología de PENTERIANI *et al.* (2008). Las egagrópilas se analizaron rociándolas con etanol de 96° para facilitar su manejo, debido a su carácter hidrofóbico. Cuando se tuvieron todos los restos presentes en la egagrópila separados, se procedió a coger sólo aquellos que sirvieran para identificar las especies, como mandíbulas, premaxilares, cráneos, huesos largos, escamas, restos de artrópodos, plumas, etc. En todos los casos sólo se tuvo en cuenta el número mínimo de ejemplares encontrados por egagrópila.

Para la identificación de los restos de alimentación, se consultó bibliografía específica (BLANCO, 1998) y colecciones científicas de referencia de los autores con las especies presentes en la zona de estudio. En la mayoría de los casos se llegó a determinar a nivel de especie. En aquellos grupos de identificación más compleja, se determinó a nivel de género, familia u orden.

Los datos obtenidos tanto en el campo como en el laboratorio se incluyeron en una hoja de Excel, incluyendo datos desde el año 2008 al 2015, con el número de presas de cada especie y la localidad donde fueron encontradas. Además, se incluyeron datos de biomasa, obtenidos a partir de bibliografía especializada (BLANCO, 1998; SALVADOR & BAUTISTA, 2009), así como a partir de ejemplares de colecciones pesados *in situ*. Con los datos obtenidos se estudió la frecuencia en la que aparecían las especies presa en la dieta del búho real y la biomasa aportada por cada uno de ellas.

## 3. RESULTADOS

Fueron analizados 1250 presas pertenecientes a 51 especies diferentes. Los resultados resumidos en porcentaje de frecuencia y biomasa aportada se presentan en la Tabla I.

Como se puede ver en la Figura 2, los mamíferos fueron las presas más consumidas en todas las localidades en número de ejemplares ( $n=1047$ ), constituyendo un 83,76% de frecuencia en la dieta y aportando un 93,62% de la biomasa total. Entre ellos, destaca el conejo y los roedores del género *Mus* y *Rattus*. En ninguna localidad se encontraron mamíferos depredadores y sólo en cinco localidades, se encontraron restos de rapaces. El número total de rapaces consumidas asciende a 23 ejemplares (1,84%) pertenecientes a



Tabla I. Frecuencias de presas capturadas (% Presas) y biomasa (% Biomasa) aportada por cada una de ellas.

— Frequencies of preys (% Presas) and biomass (% Biomasa) provided by each one.

Especie	% Presas	% Biomasa
<i>Erinaceus europaeus</i>	0,56	0,60
<i>Crocidura russula</i>	0,16	0,002
<i>Mus sp.</i>	10,72	0,23
<i>Apodemus sylvaticus</i>	1,04	0,04
<i>Rattus sp.</i>	6,40	2,00
<i>Elyomys quercinus</i>	0,24	0,02
<i>Microtus duodecimcostatus</i>	2,96	0,09
<i>Arvicola sapidus</i>	1,52	0,39
Roedor indet.	0,08	0,01
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	60,08	90,23
<i>Columba sps.</i>	7,28	2,77
<i>Milvus migrans</i>	0,24	0,26
<i>Milvus milvus</i>	0,08	0,08
<i>Accipiter nissus</i>	0,08	0,04
<i>Accipiter gentilis</i>	0,16	0,16
<i>Buteo buteo</i>	0,32	0,29
<i>Falco peregrinus</i>	0,08	0,07
<i>Falco naumanni</i>	0,08	0,01
<i>Tyto alba</i>	0,08	0,04
<i>Strix aluco</i>	0,08	0,05
<i>Athene noctua</i>	0,32	0,06
<i>Asio otus</i>	0,16	0,05
Rapaz nocturna indet.	0,16	0,06
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,32	0,36
<i>Alectoris rufa</i>	0,56	0,25
<i>Bubulcus ibis</i>	0,16	0,08
<i>Ciconia ciconia</i>	0,08	0,35
<i>Rallus aquaticus</i>	0,08	0,03
<i>Gallinula chloropus</i>	0,08	0,04
<i>Fulica atra</i>	0,24	0,30
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	0,32	0,14
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,08	0,02
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	0,08	0,01
<i>Picus viridis</i>	0,08	0,02
Paseriformes	2,8	0,46
Ave indet.	0,96	0,24
Ofidio indet.	0,08	0,002
<i>Timon lepidus</i>	0,08	0,03
<i>Bufo spinosus</i>	0,32	0,08
Pez indet.	0,08	0,02
Invertebrados	0,72	0,01
<b>Total presas</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

7 especies diurnas que aportaron una biomasa de 0,91% y 4 nocturnas que solo aportaron el 0,25%, sumando un total de 1,16% de la biomasa general de la dieta. Las especies más consumidas fueron ratonero común (*Buteo buteo*) y mochuelo común

(*Athene noctua*), con 4 ejemplares de cada especie (0,32% de presencia en la dieta).

#### 4. DISCUSIÓN

Varios han sido los autores que consideran que el búho real podría afectar de manera negativa a otros depredadores, especialmente a rapaces protegidas (MIKKOLA, 1976; TELLA & MAÑOSA, 1993; SERRANO, 2000; FABRIZIO *et al.*, 2003; PENTERIANI *et al.*, 2008), debido a que se trata de un generalista trófico, que puede consumir otros depredadores por competencia (MIKKOLA, 1976; ROHNER & DOYLE, 1992; SERRANO, 2000; FABRIZIO *et al.*, 2003; LOURENÇO, 2006; LOURENÇO *et al.*, 2011).

El presente trabajo aporta datos sobre esta interacción de depredación intragremio del búho real sobre otros depredadores, como rapaces y carnívoros de pequeño y mediano tamaño en el centro peninsular, donde la especie de estudio no tiene limitada su alimentación por la presencia de conejo (BLANCO, 1998).

Entre sus presas (ver Figura 2), los mamíferos fueron los que aparecieron con mayor frecuencia en la dieta, aportando mayor biomasa. Además su presa más frecuente y que le aporta una mayor biomasa es el conejo, tal y como se ha podido comprobar en otros estudios (PÉREZ-MELLADO, 1980; DONÁZAR & CEBALLOS, 1989; SERRANO, 1998; MARTÍNEZ & ZUBERIGIOITIA, 2001; LOURENÇO, 2006; PENTERIANI *et al.*, 2008; PENTERIANI & DELGADO, 2010; BLANCO-AGUILAR *et al.*, 2012). Además del conejo, fueron especialmente frecuentes los roedores al ser abundantes en la zona de estudio. Por otro lado, la proporción de aves que apareció en la dieta del búho real es alta, aportándoles en conjunto una biomasa destacable, consumiendo una gran variedad de especies de aves (33 en el presente trabajo). Además dentro de las aves son especialmente frecuentes en la dieta las especies del género *Columba*, más concretamente la paloma torcaz (*Columba palumbus*), al ser abundante en aquellos territorios que se encuentran cerca de áreas urbanas y agrícolas. Sin embargo, a pesar de ser de las aves más consumidas, la biomasa aportada no difiere especialmente a la de otras presas. Esto da a entender una vez más que el conejo es su presa principal (PÉREZ-MELLADO, 1980; SERRANO, 1998) y sólo ocasionalmente consumirán otros animales cuando estos sean más frecuentes o escasee el conejo (HERRERA & HIRALDO, 1976; PÉREZ-MELLADO, 1980; DONÁZAR, 1989; TELLA & MAÑOSA, 1993; SERRANO, 2000; PENTERIANI *et al.*, 2002; LOURENÇO, 2006).

La depredación hacia las rapaces y otros depredadores en la zona de estudio no ha sido relevante. En ninguna localidad se documentó la captura de mamíferos carnívoros, y sólo en cinco de ellas se encontraron rapaces en los restos analizados. Los datos obtenidos muestran que el

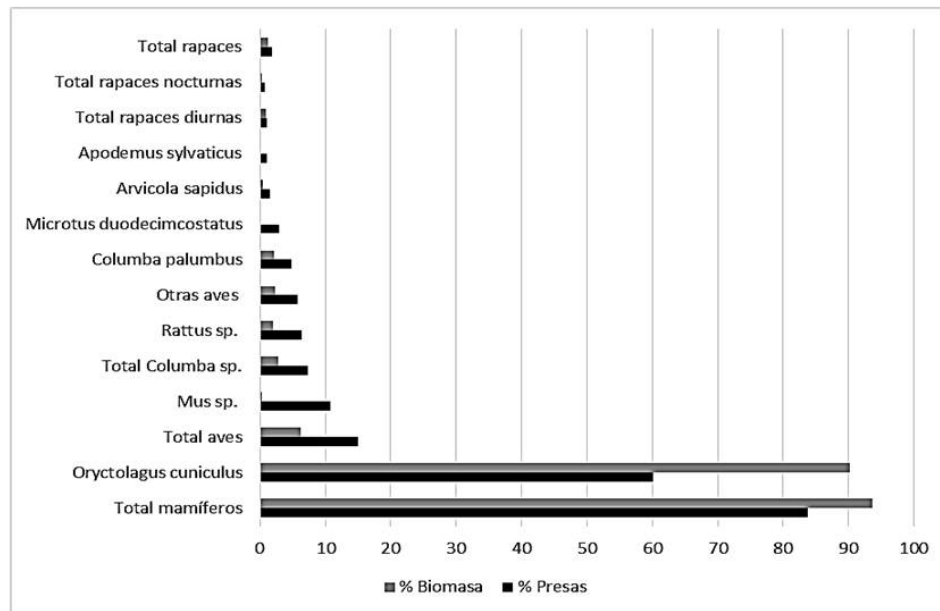


Figura 2. Biomasa (%) y número (%) de las presas principales consumidas por el búho real.  
— Biomass (%) and items (%) of most important eagle owl-preys.

consumo de rapaces por parte del búho real se presenta en proporciones semejantes a las descritas en otras regiones (PÉREZ-MELLADO, 1980; SERRANO, 1998; LOURENÇO, 2006; PENTERIANI & DELGADO, 2010), siendo relativamente baja respecto a otras localidades (MIKKOLA, 1976; SERRANO, 2000; PENTERIANI *et al.*, 2008). En estos estudios se han citado hasta 100 ejemplares de rapaces consumidas, como en el entorno de Doñana (PENTERIANI *et al.*, 2008), o incluso 275 ejemplares en la Península Escandinava (MIKKOLA, 1976). Debido a estos resultados, esta depredación en nuestra zona de estudio se podría explicar como una interacción de competencia, al estar presentes en el territorio del búho real, con el que podrían competir por el alimento o los lugares de nidificación (MIKKOLA, 1976; POLIS *et al.*, 1989; FABRIZIO *et al.*, 2003; PENTERIANI *et al.*, 2008; LOURENÇO *et al.*, 2011), además de evitar un posible ataque o enfrentamiento por parte de estas rapaces (ROHNER & DOYLE, 1992; AMARASEKARE, 2008; LOURENÇO *et al.*, 2011).

Estas rapaces competidoras para el búho real pueden situarse lejos de los territorios del búho para evitar esta depredación, como FABRIZIO *et al.* (2003) demostraron que ocurría con el milano negro en los Alpes italianos, donde al situarse cerca de los territorios de búho, disminuían su éxito reproductivo. En nuestra zona de estudio, gran parte de los milanos negros reproductores criaban en los cantiles yesíferos de la zona a lo largo de los años 80-90, mientras que actualmente lo hacen en los sotos fluviales. Este cambio de zonas de nidificación se ha interpretado como una

estrategia de alejamiento por parte de los milanos con el fin de evitar la depredación de los búhos en los cantiles, lugar habitual de cría para la rapaz nocturna. Los datos aportados por este trabajo indican un consumo bajo de milanos negros por parte del búho real (0,24% correspondientes a 3 ejemplares). También se ha especulado con el posible desplazamiento del búho real al halcón peregrino. Esta especie ha visto decrecer sus efectivos poblacionales en la zona sur de Madrid (DEL MORAL *et al.*, 2002), lo que se ha achacado a la depredación por parte del búho. No obstante, los datos aportados por este trabajo indican un consumo de halcones prácticamente irrelevante (0,08%). Además, las poblaciones de halcón están aumentando o se mantienen estables en otras regiones donde también existen altas densidades de búho real (MARTÍ & DEL MORAL, 2003). Por lo tanto, al menos en nuestra zona de estudio el declive del halcón peregrino y del milano negro no se podría atribuir a la depredación del búho real, sino a un efecto cascada entre diferentes causas (HEREDIA, 1997; DEL MORAL *et al.*, 2002; GAINZARAIN *et al.*, 2002; MADROÑO *et al.*, 2004), siendo la depredación de la rapaz nocturna un mero hecho colateral y poco relevante.

Además, el consumo de otros depredadores por competencia no le aporta una alta biomasa y los riesgos en el ataque son altos (ROHNER & DOYLE, 1992; PENTERIANI *et al.*, 2002; KIMBRELL *et al.*, 2007; LOURENÇO *et al.*, 2011). De esta manera la competencia puede ser mayor en aquellas áreas en las que comparten territorio, pero la depredación puede ser baja cuando las especies establecen sus

límites y se alejan unas de otras (FABRIZIO *et al.*, 2003; PENTERIANI *et al.*, 2008).

## 5. CONCLUSIONES

Las conclusiones que se derivan de este estudio son las siguientes:

1. El búho real tiene un espectro alimenticio muy amplio. Se considera un depredador generalista de presas de mediano y pequeño tamaño, aunque puede especializarse en determinadas especies más frecuentes.

2. La presa más importante para el búho real en la zona de estudio es el conejo, el cual también supone el mayor aporte de biomasa para la especie.

3. Las palomas y roedores suponen un importante aporte alimenticio para el búho real en la zona de estudio, ya que la presencia de zonas agrícolas y urbanas favorece la presencia de importantes poblaciones de estos animales. Esto coincide en parte con la especialización de la rapaz hacia determinados grupos de presas más frecuentes.

4. Las aves rapaces, a pesar de estar presentes en la dieta del búho, no suponen un aporte importante en su dieta, ni de manera cuantitativa ni con base en la biomasa consumida.

5. El valor de importancia de las rapaces en la dieta estudiada está en valores semejantes o inferiores a los documentados para otras regiones mediterráneas. Esto queda explicado por la zona en la que se ha realizado este estudio, en la que el conejo, su presa principal, no supone un limitante en la dieta.

## AGRADECIMIENTOS

A Javier Gómez por su ayuda en la elaboración de la cartografía, a Gareth King por la traducción al inglés y a los revisores por sus opiniones y consejos para mejorar el manuscrito. Finalmente a la Universidad Autónoma de Madrid, en especial al departamento de zoología, por el acceso a sus laboratorios durante la realización del estudio.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALDA, F., GAITERO, T., SUÁREZ, M., MERCHÁN, T., ROCHA, G. & DOADRIO, I. 2010. Evolutionary history and molecular epidemiology of rabbit haemorrhagic disease virus in the Iberian Peninsula and Western Europe. *BMC Evolutionary Biology*, **10**: 347-357.
- AMARASEKARE, P. 2008. Coexistence of intraguild predators and prey in resource-rich environments. *Ecology*, **89**: 2786-2797.
- BLANCO, J.C. 1998. *Mamíferos de España*. Vol I y II. Ed. Geoplaneta. 457 y 383 pp.
- BLANCO-AGUILAR, J.A., DELIBES-MATEOS, M., ARROYO, B., FERRERAS, P., CASAS, F., REAL, R., VARGAS, J.M., VILLAFUERTE, R. & VIÑUELA, J. 2012. Is the interaction between rabbit hemorrhagic disease and hyperpredation by raptors a major cause of the red-legged partridge decline in Spain? *European Journal of Wildlife Research*, **58**: 433-439.
- CALVETE, C. 2006. Modeling the effect of population dynamics on the impact of rabbit hemorrhagic disease. *Conservation Biology*, **20** (4): 1232-1241.
- DEL MORAL, J. C., PRIETO, J. & CASTILLEJOS, E. 2002. El halcón peregrino en Madrid. In: ZUBERIGOITIA, I. RUIZ, J.F. & TORRES, J.J., Eds. *El halcón peregrino*. Págs. 263-266. Publicaciones de la Diputación Foral de Bizkaia. Departamento de Agricultura. Bilbao.
- DELGADO, M.M. & PENTERIANI, V. 2004. Gender determination of Eurasian Eagle-Owls (*Bubo bubo*) by morphology. *Journal of Raptor Research*, **38**: 375-377.
- DELIBES-MATEOS, M., CARRO, F., ESCUDERO, M.A. & GORTÁZAR, C. 2014. Ecosystem effects of variant rabbit hemorrhagic disease virus, Iberian Peninsula. *Emerging Infectious Diseases*, **20** (12): 2166-2168.
- DELIBES-MATEOS, M., FERRERAS, P. & VILLAFUERTE, R. 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit hemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, **17**: 559-574.
- DELIBES-MATEOS, M. & GÁLVEZ-BRAVO, L. 2009. El papel del conejo como especie clave multifuncional en el ecosistema mediterráneo de la península ibérica. *Ecosistemas*, **18** (3): 14-25.
- DONÁZAR, J.A. 1988. Variaciones en la alimentación entre adultos reproductores y pollos en el búho real (*Bubo bubo*). *Ardeola*, **35** (2): 278-284.
- 1989. Variaciones geográficas y estacionales en la alimentación del Búho Real *Bubo bubo* en Navarra. *Ardeola*, **36**: 25-39.
- DONÁZAR, J. A. & CEBALLOS, O. 1989. Selective predation by Eagle Owls *Bubo bubo* on rabbits *Oryctolagus cuniculus*: Age and sex preferences. *Ornis Scandinavica*, **20**: 117-122.
- FABRIZIO, S., MARCHESI, L. & PEDRINI, P. 2003. Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal Animal Ecology*, **72**: 232-245.
- GAINZARAIN, J. A., ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A.F. 2002. Population size and factors affecting the density of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in Spain. *Ardeola*, **49**: 67-74.
- HEREDIA, B. 1997. Halcón peregrino *Falco peregrinus*. In: PURROY, J., Eds. *Atlas de las Aves Reproductoras de España (1975-1995)*. Págs. 136-137. SEO/BirdLife. Madrid.
- HERRERA, C.M. & HIRALDO, F. 1976. Food-niche and trophic relationships among European owls. *Ornis Scandinavica*, **7**: 29-41.
- KIMBRELL, T., HOLT, R.D. & LUNDBERG, P. 2007. The influence of vigilance on intraguild predation. *Journal of Theoretical Biology*, **249**: 218-234.
- KÖNIG, C. & WEICK, F. 2008. *Owls of the world*. 528 págs. Christopher Helm Publishers.
- LOURENÇO, R. 2006. The food habits of Eurasian eagle-owls in Southern Portugal. *The Raptor Research Foundation*, **40** (4): 297-300.
- LOURENÇO, R., SANTOS, S.M., RABAÇA, J.E. & PENTERIANI, V. 2011. Superpredation patterns in four large European raptors. *The Society of Population Ecology*, **53**: 175-185.

- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. & ATIENZA, J. C. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. MMA-SEO/BirdLife. Madrid.
- MARCHESI, L., PEDRINI, P. & SERGIO, F. 2002. Biases associated with diet study methods in the Eurasian Eagle-Owl. *Journal of Raptor Research*, **36**: 11–16.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. 2003. 733 págs. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza–Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- MARTÍNEZ, J.A. & ZUBEROGOITIA, I. 2001. The response of the Eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit hemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, **142** (2): 204–211.
- MIKKOLA, H. 1976 Owls killing and killed by other owls and raptors in Europe. *British Birds*, **69**: 144–154.
- MIKKOLA, H. & TORNBORG, R. 2014. Sex-specific diet analysis of the Eurasian Eagle Owl in Finland. *Ornis Fennica*, **91**: 195–200.
- PEINADO, M., MONJE, L. & MARTÍNEZ-PARRAS, J.M. 2008. *El Paisaje vegetal de Castilla-La Mancha. Manual de geobotánica*. Cuarto centenario. 609 pp.
- PENTERIANI, V. 2002. Variation in the function of Eagle Owl vocal behaviour: territorial defense and intra-pair communication? *Ethology Ecology & Evolution*, **14**: 275–281.
- PENTERIANI, V. & DELGADO, M. M. 2010. Búho real – *Bubo bubo*. In: SALVADOR, A. & BAUTISTA, L. M., Eds. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- PENTERIANI, V., LOURENÇO, R. & DELGADO, M.D.M. 2008. El fenómeno de la colonización de Doñana por parte del búho real: patrones espacio-temporales de la población y efectos sobre las comunidades de aves y mamíferos. *Convenio de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para la realización del trabajo denominado "Colonización del búho real en el parque natural de Doñana"*.
- PENTERIANI, V., SERGIO, F., DELGADO, M.M., GALLARDO, M. & FERRER, M. 2005. Biases in population diet studies due to sampling in heterogeneous environments: a case study with the Eagle Owl. *Journal of Field Ornithology*, **76** (3): 237–244.
- PÉREZ-MELLADO, V. 1980. ALIMENTACIÓN DEL BÚHO REAL (*BUBO BUBO*) EN ESPAÑA CENTRAL. *ARDEOLA*, **25**: 93–112.
- POLIS, G.A., MYERS, C.A. & HOLT, R.D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **20**: 297–330.
- ROHNER, C. & DOYLE, F.I. 1992. Food-stressed Great Horned Owl kills adult goshawk: exceptional observation or community process? *Journal of Raptor Research*, **6**: 261–263.
- SALVADOR, A. & BAUTISTA, L.M. 2009. Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://vertebradosibéricos.org/>> [Consulta: 06/04/2015].
- SERRANO, D. 1998. Diferencias interhabitat en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en el Valle Medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola*, **45**: 35–46.
- 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research*, **34** (4): 305–310.
- TELLA, J.L. & MAÑOSA, S. 1993. Eagle Owl predation on Egyptian Vulture and Northern Goshawk: possible effect of a decrease in European rabbit availability. *Journal of Raptor Research*, **27**: 111–112.
- VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., BLANCO, J.C. & LUCIENTES, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, **59**: 651–659.